

## 2008—2022 年上海大莲湖湿地营养盐时空分布特征、水质评价及来源解析<sup>\*</sup>

孙婷婷<sup>1</sup>, 涂耀仁<sup>1,2\*\*</sup>, 罗鹏程<sup>1</sup>, 刘生辉<sup>1</sup>, 高佳欣<sup>1</sup>, 顾心彤<sup>1</sup>, 寇佳怡<sup>1</sup>, 段艳平<sup>1,2</sup>, 高峻<sup>1,2</sup>

(1: 上海师范大学环境和地理科学学院, 上海 200234)

(2: 上海长三角城市湿地生态系统国家野外科学观测研究站, 上海 200234)

**摘要:** 为了解大莲湖湿地区域水体营养盐的时空分布特征及污染来源, 本文系统汇整了 2008—2022 年大莲湖湿地的水质数据, 于 2021—2022 年丰水期和枯水期针对 6 种不同土地利用类型进行水样采集分析, 也于 2021 年平水期进行各指标的 24 h 昼夜监测分析。年际研究结果表明, 2008—2022 年期间大莲湖湖区总氮(TN)浓度基本处于《地表水环境质量标准》(GB3838—2002) IV~V 类水质标准, 在 2009 年枯水期达到最大值(2.97 mg/L); 湖区氨氮浓度近年来满足 III 类水质标准; 总磷浓度在 2021 年的丰水期达到最大值 0.79 mg/L, 超过 V 类水标准限值 0.4 mg/L。湖区水质较生态修复之前有所好转, 但营养盐浓度依旧处于较高水平。整体趋势与淀山湖的营养盐浓度基本一致, 说明上游淀山湖入湖来水可能是造成大莲湖营养盐增高的原因之一。季节性研究结果显示, 水体各类指标存在一定季节性差异, 枯水期略劣于丰水期。不排除入湖河流带来的污染对大莲湖湿地区域产生影响, 丰枯水期鱼塘和荷花塘水体营养盐和有机物质超标现象突出, 尤其是鱼塘点位 TN 浓度是 V 类水标准限值 2.0 mg/L 的 2~4 倍。24 h 昼夜监测结果发现, 大部分采样点在 14:30 时, 酸碱值、水温、溶解氧和化学需氧量达到最大值, 分别为 9.1, 33.3°C, 35.6 mg/L 和 90 mg/L; 营养盐则因来源多元且复杂, 昼夜变化不明显。水质指数法计算结果显示, 大部分采样点水质为中等水平; 水体富营养化评价综合指数法计算结果表明, 除丰水期湖泊湿地的 B1 点为中营养等级外, 其余采样点均达到富营养等级; 同源性解析的主成分分析结果表明, 营养盐和有机质是大莲湖湿地污染物的主要组成, 稻田和养殖塘的废水排放、鱼塘饲料和茭白田肥料的施用、游客及当地居民生活污水的排放是主要的外源污染, 动植物死亡后尸体的腐烂积累以及水体沉积物本底有机质的释放是主要的内源污染。本研究成果除可作为大莲湖湿地生态治理的理论基础与技术支撑外, 更对相应污染来源的控制、污染风险的评估及管理策略的实施提供科学依据。

**关键词:** 大莲湖; 湿地; 营养盐; 水质评价; 来源解析

### Temporal-spatial distributions, water quality evaluation, and source identifications of nutrients in Lake Dalian wetland, Shanghai, 2008–2022<sup>\*</sup>

Sun Tingting<sup>1</sup>, Tu Yaojen<sup>1,2\*\*</sup>, Luo Pengcheng<sup>1</sup>, Liu Shenghui<sup>1</sup>, Gao Jiaxin<sup>1</sup>, Gu Xintong<sup>1</sup>, Kou Jiayi<sup>1</sup>, Duan Yanping<sup>1,2</sup> & Gao Jun<sup>1,2</sup>

(1: School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234, P.R.China)

(2: Yangtze River Delta Urban Wetland Ecosystem National Field Observation and Research Station, Shanghai Normal University, Shanghai 200234, P.R.China)

**Abstract:** In order to understand the temporal-spatial distributions and the pollution sources of nutrients in Lake Dalian wetland, the data of water quality from 2008 to 2022, were integrated systematically. Water samples were collected and analyzed from six different land use types in wet and dry seasons from 2021 to 2022, while the diurnal variation (24 h) monitoring was conducted in normal water period of 2021. The interannual results showed that total nitrogen (TN) was in the class IV–V water limit of the En-

\* 2022-04-28 收稿; 2022-09-16 收修改稿。

上海市自然科学基金项目(20ZR1441100)、中国科学院战略性先导科技专项(XDB40020105)、国家自然科学基金项目(41730642, 42077175)和国家社科基金重大项目(17ZDA058)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: yjtu@shnu.edu.cn。

vironmental Quality Standard for Surface Water (GB3838-2002) while the maximum value was at dry season in 2009 (2.97 mg/L). The ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) could meet the class III water quality standard in recent years while the maximum value of total phosphorus (TP) observed at wet season in 2021 is 0.79 mg/L which exceeded the class V water quality standard 0.4 mg/L. The water quality of Lake Dalian wetland seemed to be improved after ecological restoration, however, the nutrient was still high. This result was consistent with the trend of nutrient contents in Lake Dianshan, implying that the inflow water could be one of the reasons for high nutrients in Lake Dalian wetland. Seasonal data revealed that each indicator presented seasonal differences, and the dry season was slightly worse than the wet season. The pollution brought from the other rivers also could be the reason for the worse water quality at Lake Dalian wetland. The nutrients and organic matters prominently exceeded in fish pond and lotus pond, in particular, the TN content was 2–4 times compared to the class V water standard limit (2.0 mg/L) in fish ponds. The 24 h monitoring data indicated that pH, water temperature (WT), dissolved oxygen (DO) and chemical oxygen demand ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ) reached the maximum values at 14:30 for most of the sampling sites where pH, WT, DO and  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  were 9.1, 33.3°C, 35.6 mg/L and 90 mg/L, respectively. Nutrients seemed no obvious diurnal variation which might be due to the diversity and complexity of nutrient sources. The results of water quality index (WQI) demonstrated that water quality was in the medium level at most of the sampling sites; the results of comprehensive indicator for eutrophication evaluation showed that all the sampling sites reached eutrophication grade except the B1 in the wet season. Principal component analysis (PCA) illustrated that nutrients and organic matter were the main components of pollutants in Lake Dalian wetland. The main sources of exogenous pollution were the effluent discharge from paddy fields and aquaculture ponds, dosage of fish pond feed and water bamboo field fertilizer, sewage discharge from tourists and local residents. The main sources of endogenous pollution were the decomposing accumulation of dead animals and plants, and the release of organic matters from the sediments. The results obtained here can not only serve as the theoretical basis and technical support for ecological management of Lake Dalian wetland, but also provide scientific basis for pollution source control, pollution risk assessment and management strategy implementation.

**Keywords:** Lake Dalian; wetland; nutrients; water quality evaluation; source identification

大莲湖湿地位于长三角一体化示范区东部——上海市青浦区，属于淀山湖水系，该区域是上海重要的水源保护区，金泽水库重要的水源涵养区。湿地在自然界中有不可替代的作用，其水质状况、生态安全对水源地保护及饮用水安全具有重要影响<sup>[1]</sup>。2019年国务院批复了《长三角生态绿色一体化发展示范区总体方案》，建设长三角区域一体化发展示范区是落实长三角一体化国家战略的重大抓手<sup>[2]</sup>。课题组前期研究显示，近年来大莲湖湿地的水环境因快速发展的旅游业、农业、渔业等而受到污染，水体营养盐含量升高、溶解氧过低、水体浊度升高已成了当前不容忽视的环境问题。谭娟等<sup>[1]</sup>研究表明大莲湖水体呈现轻度富营养化趋势。查阳等<sup>[3]</sup>研究表明大莲湖氮磷营养盐污染较为严重，秋冬季部分水体在某些时间段呈现V类水，各下垫面氮磷的平均浓度远高于地表水V类标准。

目前，关于大莲湖湿地的研究较少，主要局限于单一的水质状况评价<sup>[3]</sup>和浮游植物群落结构特征研究<sup>[2,4]</sup>。鉴于此，本研究以年际、季节及昼夜作为时间序列，从大莲湖湿地的土地利用类型出发，除了分析不同用地类型湿地水体营养盐及理化指标的时空分布特征外，也对区域水质现况进行评价，更进一步针对水体高浓度的营养盐进行溯源研究。研究成果有助于了解区域环境现状，除了为当地环保部门提供本底数据外，更对污染来源的控制、污染风险的评估及管理策略的实施提供科学依据。

## 1 研究区域和方法

### 1.1 研究区域概况

大莲湖湿地位于上海市青浦区西部金泽镇青西郊野公园内(31°04'N, 121°00'E) (图1)，通过拦路港北接淀山湖南连黄浦江，区域总面积约14.60 km<sup>2</sup>，水域面积约1.0 km<sup>2</sup>，是上海市黄浦江上游水源保护区<sup>[3]</sup>。属亚热带季风气候，年平均气温约17.7°C，年降水量约1050 mm，集中于6—9月<sup>[5]</sup>，降水在6月最多，12月最少。大莲湖属于潮汐感应湖泊，水位和水量的变化与上游来水和黄浦江潮位变化有密切关系<sup>[6]</sup>。大莲湖湿地种类丰富多样，包含运河湿地、湖泊湿地、人工森林沼泽湿地、稻田湿地、淡水养殖场湿地和农用池塘湿地。其中水系占40%、农田占32%、林地占8%、道路占5%、村落占6%、其他占9%<sup>[7]</sup>。据课题组实地调研，在农田区域，主要种植水稻和茭白，10月水稻收割后播种豆类、紫云英花等，其中水稻以蛙稻米为重要特色。

在池塘区域,有养殖系统成熟的鱼塘和大片荷花塘。居民区主要集中于区域东南部,几乎没有工业企业。在生态保育区内有60亩左右的池杉,水林相间,鸥鹭翔集,形成了上海地区独有的景观。

## 1.2 样品采集与测定

本研究分别于丰水期(2021年8月)和枯水期(2022年1月)在大莲湖湿地布设15个采样点(图1),包含河流(A1、A2)、湖泊湿地(B1~B5)、稻田(D1、D2)、荷花塘(F1、F2)、鱼塘(E1、E2)和生态保育区(C1、C2)6种土地利用类型,进行水体营养盐及理化指标的监测。在各采样点水面以下0~0.5 m处,以2.5 L采水器采集水样于酸洗过的500 mL聚乙烯瓶中,每个采样点设置3个平行样,封口确保满瓶,低温保存带回实验室进行后续的样品前处理与分析。

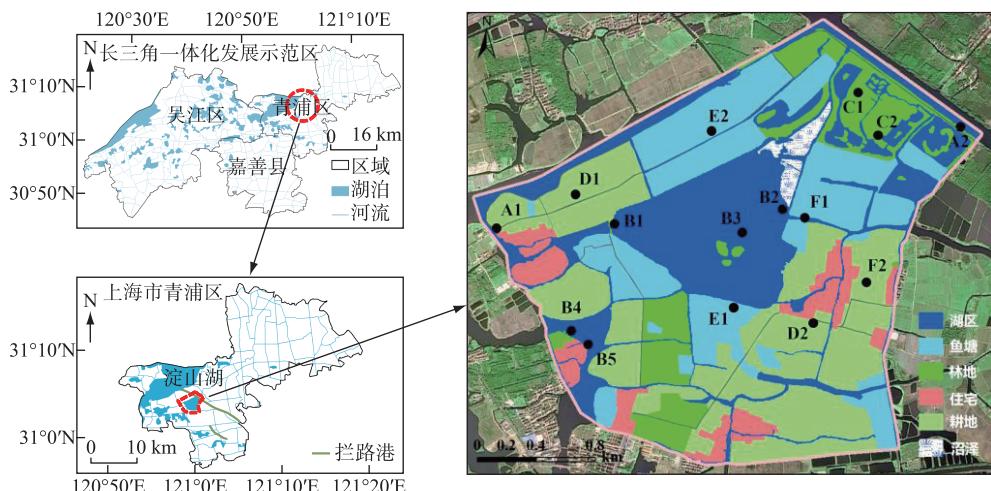


图1 大莲湖湿地地理位置与采样点分布

Fig.1 Geographical location and distribution of sampling sites in Lake Dalian wetland

## 1.3 水质分析、评价与营养盐来源解析

**1.3.1 营养盐及理化指标分析** 本研究共检测酸碱值(pH)、水温(WT)、溶解氧(DO)、氧化还原电位(Eh)、总悬浮固体(TSS)、化学需氧量( $\text{COD}_{\text{cr}}$ )、生化需氧量( $\text{BOD}_5$ )、总有机碳(TOC)、氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )、硝态氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )、总氮(TN)和总磷(TP)12项水质指标,水质年际变化主要探讨2008—2022年的数据,季节性变化主要以2021—2022年的数据为基准,24 h昼夜变化特征主要以2021年10月平水期数据为基准进行讨论。具体检测方法如下:pH、WT、DO、Eh和电导率使用便携式水质分析仪(雷磁DZB-718)进行现场测定;TSS使用分光光度法测定; $\text{COD}_{\text{cr}}$ 使用多参数水质分析仪快速消解分光光度法测定; $\text{BOD}_5$ 使用稀释与接种法测定;TOC使用总有机碳分析仪(德国耶拿,multic N/C 3100)测定; $\text{NH}_3\text{-N}$ 使用纳氏试剂光度法测定; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 使用紫外分光光度法测定;TN使用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;TP使用钼酸铵分光光度法测定。

**1.3.2 水质指数法** 水质指数法(WQI)已被广泛应用于地表水和地下水的质量评价<sup>[8]</sup>,是将各种参数组合来进行水质表征,反映水体的整体状况,并检测总体水质状况随时空的变化<sup>[9]</sup>。与传统的水质评价方法相比,WQI是一种高效的水质评价和管理方法。水质指数法采用公式(1)<sup>[10]</sup>计算:

$$WQI = k \frac{\sum_i C_i P_i}{\sum_i P_i} \quad (1)$$

式中,k是一个主观的常数,数值范围从0.25~1.00,表示对水质污染程度的感官印象,总共分4个层次:1.00表示水没有明显的污染;0.75表示水已经受轻度污染;0.50表示明显污染;0.25表示水已高度污染。 $C_i$ 是参数的归一化值, $P_i$ 是每个参数的相对权重,可从相关文献中找到<sup>[11-12]</sup>。参数 $P_i$ 的值取决于它们在水生生命转化中的重要性,变化范围从1(重要性最小)到4(最重要)。WQI值的范围为0~100,WQI值0~25代表水

质非常差,26~50代表差,51~70代表中等,71~90代表良好,91~100代表优质。

1.3.3 水体富营养化评价综合指数法 水体富营养化是指人类活动将氮磷污染物向自然水体排放后,致使水体藻类等浮游植物过度繁殖,水质变差的现象<sup>[13]</sup>。相关的评价方法有:水质指标评价法<sup>[14]</sup>、水体富营养化评价综合指数法<sup>[15]</sup>、BP-神经网络法<sup>[16]</sup>和贝叶斯公式法<sup>[17]</sup>。由于富营养化评价的对数型幂函数普适指数公式(A universal index formula for eutrophic evaluation by a logarithmic power function)适用于我国淡水水体富营养化评价<sup>[18]</sup>,基于此,本研究以2021—2022年丰水期和枯水期水质数据进行上述公式水体富营养化的评价。对数型幂函数普适指数公式主要是将多个具有可比性的单因素评价指数进行加权加和后取幂函数得到的综合指数<sup>[19]</sup>,计算方法如下<sup>[20]</sup>:

$$EI_j = 10.77 \times (\ln x_j) 1.1826 \quad (2)$$

$$EI = \sum_{j=1}^n W_j \times EI_j = 10.77 \times \sum_{j=1}^n W_j \times (\ln x_j) 1.1826 \quad (3)$$

式中, $x_j$ 表示指标 $j$ 的规范值; $W_j$ 为指标 $j$ 的归一化权重值,本研究将各指标视作等权重;将 $EI$ 值与表1进行比较得到水体富营养化评价等级,其中 $x_j$ 的值可从文献<sup>[15]</sup>查表得到。

1.3.4 营养盐来源解析 本研究溯源分析采用主成分分析和相关性分析方法。主成分分析可将多变量水质数据的维数减少到2~3个主成分,以图形化的方式显示,且信息损失最小。相关性分析可确定各水质参数的关系, $P < 0.05$ 时在统计学意义上被认为是显著相关的。本研究将pH、T、DO、Eh、TSS、COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>、TOC、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TN和TP共12项水质指标数据标准化处理后,首先通过KMO检验和Bartlett球形度检验进行适用性检验,再进行基于因子分析的主成分分析。

#### 1.4 数据分析

本研究使用Excel 2019对水体营养盐及各理化指标进行处理与分析;使用SPSS Statistics 25进行相关性分析与主成分分析来确定影响WQI的关键水质参数,并进一步解析可能的营养盐污染来源;使用Origin 2021软件绘制数据图;使用ArcGIS 10.7软件绘制采样点位图。

## 2 结果与讨论

### 2.1 大莲湖湿地营养盐及理化指标时空变化特征

2.1.1 水质年际变化特征 表2为2008—2022年大莲湖湿地湖区水质数据汇整,数据表明,TN浓度呈逐年下降趋势,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度先减少后增加,NH<sub>3</sub>-N、TP和COD<sub>Cr</sub>浓度年际变化趋势不明显。湖区TN浓度基本处于IV~V水质标准,在2009年枯水期达到最大值(2.97 mg/L),湖区NH<sub>3</sub>-N浓度均值近年来满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类水质标准(<1.0 mg/L),TP浓度丰水期普遍高于枯水期,在2021年的丰水期达到最大值0.79 mg/L,超过V类水标准限值0.4 mg/L。2021—2022年湖区COD<sub>Cr</sub>丰水期均值为16.20 mg/L,枯水期均值为18.80 mg/L,2009年的枯水期COD<sub>Cr</sub>超过IV类水限值30 mg/L。

由于大莲湖湿地承接着上游淀山湖的来水,淀山湖水质的好坏很有可能直接影响到大莲湖的水质。然而,多年来淀山湖水体富营养化的治理效果仍不甚理想<sup>[21]</sup>。1985年8月,淀山湖首次暴发大面积水华<sup>[22]</sup>,1999至2005年该水体进入富营养化阶段<sup>[23]</sup>,在采取一系列治理措施后,淀山湖富营养化得到改善<sup>[24]</sup>,2008年至今水体保持在轻、中度富营养化水平<sup>[25]</sup>,主要污染物为氮、磷营养盐。

实地考察发现,淀山湖水体经由拦路港连接至大莲湖湿地,有研究表明,2008年淀山湖水体TN和TP浓度均值分别为4.50和0.14 mg/L<sup>[26]</sup>,2011—2015年TN浓度有所下降,均值为2.79 mg/L,TP浓度与2008年相当,均值为0.16 mg/L<sup>[27]</sup>。与表3比较可知,淀山湖TN浓度略高于大莲湖,TP浓度相差不大。图2为2016—2020年淀山湖与大莲湖TN、TP浓度比较图,图中显示,淀山湖与大莲湖湿地TN、TP具有相似的变化结果,呈淀山湖高于大莲湖湿地的趋势。TN浓度均处于V或劣V类水平,TP浓度水平相对较高,可满足Ⅲ类水质标准(0.2 mg/L)。据此,推断上游淀山湖入湖来水可能是造成大莲湖营养盐增高的原因之一。综上

表1 各级标准的 $EI$ 值

Tab.1  $EI$  value for each standard

等级	$EI$
1级(贫)	20.00
2级(中)	39.42
3级(富)	61.29
4级(重富)	76.28
5级(极富)	99.77

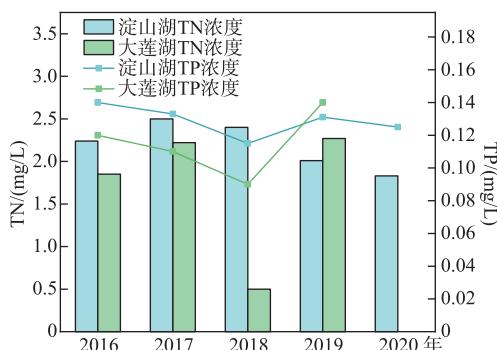


图 2 2016–2020 年淀山湖与大莲湖湿地 TN 和 TP 浓度 (缺少 2020 年大莲湖湿地 TN 和 TP 数据)

Fig.2 TN and TP concentrations in Lake Dianshan and Lake Dalian wetlands from 2016 to 2020 (Without 2020 Data in Lake Dalian wetlands)

所述,营养盐浓度过高一直是大莲湖湿地水体存在的问题,近年来随着大莲湖湿地生态修复工作的推进以及上游淀山湖来水水质的改善,营养盐指标虽有所下降,但仍处于较高水平,值得相关部门持续关注。相关营养盐指标的来源解析见 2.3 节。

2.1.2 不同土地利用类型水质季节变化特征 为更好地了解大莲湖湿地水质季节性变化特征,本节分析了 2021—2022 年丰水期与枯水期水体各类指标的变化特征。表 3 为丰枯水期大莲湖湿地各土地利用类型的水质变化特征。水体的 pH 值反映了水的酸碱性,将影响金属的溶解度、水的硬度,对水质有深远影响<sup>[30]</sup>。大莲湖湿地不同土地利用类型丰水期 pH(附图 I a)均值范围为 5.96~6.75,枯水期均值范围为 7.70~8.10,丰水期基本满足 pH 标准限值 6~9。DO 是决定好氧或厌氧生物变化的因素,最佳值为 4~6 mg/L,可保证水生生物健康<sup>[31]</sup>。丰水期 DO 浓度各点位处于 I 类水质水平,

最低值出现在 F1(荷花塘)的丰水期(1.66 mg/L),已不满足 V 类水质。可能由于夏季温度较高,水中的 DO 溢出,且夏季荷花塘的水生植物呼吸作用强烈,大于光合作用,耗氧量大于产氧量,导致水中 DO 减少。E1(鱼塘)和 E2(鱼塘)的 TSS(附图 I e)均远高于其他点位。采样点 TSS 整体呈现丰水期高于枯水期,主要原因丰水期为养殖旺季,鱼饲料及排泄物导致水体总悬浮物增多。

表 2 2008–2022 年大莲湖湿地湖区水质数据汇整

Tab.2 Summary of water quality in Lake Dalian wetland from 2008 to 2022

时间	水质指标(均值)								参考文献
	pH	DO/(mg/L)	COD <sub>Cr</sub> /(mg/L)	BOD <sub>5</sub> /(mg/L)	NH <sub>3</sub> -N/(mg/L)	NO <sub>3</sub> -N/(mg/L)	TN/(mg/L)	TP/(mg/L)	
2008—2009 丰水期	—	—	—	—	0.35±0.18	2.07±0.62	2.52±0.94	0.12±0.02	[4]
2009 丰水期	—	—	16.00	—	—	—	1.53	0.13	[6]
枯水期	—	—	38.80	—	—	—	2.97	0.08	
2013 丰水期	—	—	—	—	0.28	0.04	0.89	0.39	[28]
枯水期	—	—	—	—	0.36	0.00	1.72	0.22	
2014 全年	—	6.91	—	2.79	0.13	—	1.35	0.06	[1]
2016 全年	—	4.80	—	2.81	0.23	—	1.85	0.12	
2017 全年	—	5.22	—	2.06	0.33	—	2.22	0.11	
2018 枯水期	9.61	10.17	—	—	0.07±0.02	0.63±0.17	0.50±0.09	0.09	[29]
2021—2022 丰水期	6.75 (6.27~7.25)	7.13 (5.98~8.15)	16.20 (12.00~22.00)	3.64 (3.00~4.20)	0.33 (0.19~0.57)	0.39 (0.00~0.64)	1.24 (0.98~1.55)	0.79 (0.57~0.96)	本研究 <sup>a</sup>
枯水期	8.10 (7.90~8.40)	10.20 (5.86~8.31)	18.80 (5.00~27.00)	5.30 (2.00~7.50)	0.40 (0.29~0.52)	1.20 (0.77~0.88)	2.00 (1.77~2.15)	0.05 (0.04~0.05)	
III类水限值	—	5	20	4	1.0	—	1.0	0.2	
IV类水限值	6~9	3	30	6	1.5	10	1.5	0.3	
V类水限值	—	2	40	10	2.0	—	2.0	0.4	

注:以《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)为参照标准。<sup>a</sup>:括号外为数据均值,括号内为数据范围。

D2(稻田)和 E1(鱼塘)的 COD<sub>Cr</sub>(附图 I g)和 TOC(附图 I h)在丰水期均较高,理论上,COD<sub>Cr</sub>浓度过高,则认为该水体受到污染<sup>[32]</sup>。稻田采用稻米与青蛙共生的方式,丰水期动植物生命活动旺盛,可能因青蛙产生的有机物质未被植物所吸收,从而进入水体中,导致水体有机物含量升高。

表3 丰、枯水期大莲湖湿地各土地利用类型的水质变化特征

Tab.3 Water characteristics of Lake Dalian wetland at different land use area during wet season and dry season

土地利用类型	采样时间	指标(均值)											
		WT/ ℃	pH	DO/ (mg/L)	Eh/ mV	TSS/ (mg/L)	BOD <sub>5</sub> / (mg/L)	COD <sub>Cr</sub> / (mg/L)	TOC/ (mg/L)	NH <sub>3</sub> -N/ (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/ (mg/L)	TN/ (mg/L)	TP/ (mg/L)
湖泊	丰水期	32.30	6.75	7.13	117.72	22.54	3.64	16.20	6.17	0.33	0.39	1.24	0.79
	枯水期	7.70	8.10	10.20	307.70	19.00	5.30	18.80	4.90	0.40	2.20	2.00	0.05
河流	丰水期	30.60	6.26	5.57	130.10	22.14	1.85	13.50	5.16	0.45	0.63	1.31	1.18
	枯水期	7.50	8.30	10.71	296.50	8.50	4.20	24.50	5.00	0.50	1.90	2.00	0.05
荷花塘	丰水期	30.80	6.12	3.53	134.60	24.92	1.30	13.50	5.22	1.36	1.73	3.72	6.15
	枯水期	8.10	8.10	9.95	264.20	11.00	16.50	25.50	6.10	0.50	0.30	0.70	0.04
鱼塘	丰水期	31.90	5.96	4.29	128.70	81.14	10.30	81.14	8.96	2.18	0.51	3.23	6.15
	枯水期	8.00	8.00	9.36	304.60	29.00	6.60	23.50	7.00	4.90	1.00	5.60	0.08
稻田	丰水期	34.35	6.37	8.26	124.65	37.01	2.55	28.00	10.40	0.62	0.21	1.36	1.60
	枯水期 <sup>a</sup>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
生态	丰水期	30.45	6.22	3.98	142.10	13.86	0.85	18.50	7.00	0.35	0.16	1.03	2.24
保育区	枯水期	7.70	7.70	9.89	486.40	14.50	3.70	14.50	5.60	0.40	1.20	0.70	0.03

a:由于枯水期稻田休耕未采到水样,缺少数据。

磷和无机盐(氨、硝酸盐和亚硝酸盐)等营养物质是湖泊水质富营养化的重要影响因素<sup>[33]</sup>。丰水期NH<sub>3</sub>-N(附图I i)均值范围为0.33~1.36 mg/L,枯水期均值范围为0.40~4.90 mg/L,除E1、E2和F1的点位外,其余点位皆处于I~III类水质;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N(附图I j)整体呈现枯水期高于丰水期1~3倍的现象,可能是枯水期降水量少,水体流速缓慢,不利于污染物稀释扩散<sup>[34]</sup>,以及枯水期水温较低,水生植物对营养盐的吸收能力较弱所致<sup>[35]</sup>。TN(附图I k)在丰水期和枯水期整体处于III~V类水质限值之间,丰水期鱼塘TN均值为3.23 mg/L,枯水期鱼塘TN均值为5.60 mg/L,是V类水标准限值2.0 mg/L的2.8倍;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和TP主要来自生活污水和农业废水的无机污染物,且NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N是水中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N通过生物化学过程转化而来<sup>[36]</sup>。水体TP浓度随季节变化较明显,枯水期TP(附图I l)均满足II类水质标准0.20 mg/L,均值范围为0.03~0.08 mg/L,丰水期TP整体超过V类水限值0.4 mg/L,均值范围为0.79~6.15 mg/L,主要是由于丰水期雨量较多,溶磷浓度增加<sup>[37]</sup>,雨水通过地表径流携带磷进入地表水体<sup>[38]</sup>。

整体来说,湖心和生态保育区(水上森林)点位的水质较好,由于湖心离岸较远,受人为扰动小,推测该点位本身净化或分解有机物的能力较强,微生物可在有氧条件下分解污染物;生态保育区则因其为大莲湖湿地重点保护区域,严格控制游客游览人数,且每天有工作人员打捞水体中的树叶、垃圾等杂质,故能维持较好的水质。鱼塘和荷花塘水体流动性差,鱼类本身产生大量排泄物以及饲料施用都可能造成营养盐的增高。再者,鱼塘虽有一系列的水处理系统,但通过多次调研发现,曝气设备多处于未开启状态,监测数据亦显示其对水质改善作用并不明显。

**2.1.3 水质24 h昼夜变化特征** 水质24 h昼夜实验旨在探究一天之内由于环境条件变化而导致各类指标动态变化情况,从而获得更加精确的水质数据,利用波动明显的数据准确定位可能的污染源,同时为后续大莲湖湿地的生态治理提供科学依据。本研究于平水期(秋季)就运河湿地、湖泊湿地、人工森林沼泽湿地、淡水养殖场湿地和农用池塘湿地五种土地利用类型分别选择一个采样点进行24 h昼夜采集与分析实验。相关大莲湖湿地的不同土地利用类型水质指标24 h数据平均值见附图II及附表I所示。

大莲湖湿地不同土地利用类型的pH变化范围为5.70~9.10(附图II b),均值为7.43。影响pH最重要的因素是水体中CO<sub>2</sub>的含量,CO<sub>2</sub>是一种酸性气体,水生生物的呼吸作用和浮游植物的光合作用可使水中CO<sub>2</sub>含量升高或降低<sup>[39]</sup>,从而导致pH波动。

水体DO昼夜变化情况主要影响因素是浮游植物和各种非自养生物的光合作用与呼吸作用<sup>[40]</sup>。水体中DO变化范围为2.37~35.60 mg/L(附图II c),均值为7.15 mg/L,基本满足I~III类水质标准,最高值

35.60 mg/L 出现在 14:30 的鱼塘,采样现场观察发现,该鱼塘水体有较多浮游植物和藻类,水体呈现明显的绿色,DO 浓度随时间有明显的变化趋势,在日出之后浮游植物和藻类进行光合作用,DO 浓度迅速上升,午后光照最为强烈,使得检测时瞬时 DO 达到顶峰,随后光照强度减弱,DO 浓度降低。

$\text{COD}_{\text{cr}}$  变化范围为 5~90 mg/L(附图 II f),均值为 29.49 mg/L,最高值出现在荷花塘的 14:30,可能是由于白天自养生物进行光合作用吸收无机营养盐合成有机质,夜晚光合作用停止,生命活动消耗有机质<sup>[18]</sup>。鱼塘  $\text{COD}_{\text{cr}}$  浓度 24 h 均超过 V 类水标准限值 40 mg/L。TOC 变化范围为 4.22~24.01 mg/L(附图 II e),均值为 9.35 mg/L;  $\text{NH}_3\text{-N}$  变化范围为 0.22~2.49 mg/L(附图 II g),均值为 0.80 mg/L;  $\text{COD}_{\text{cr}}$ 、TOC 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  在昼夜实验中没有明显的变化趋势,湖泊、外河、内河和生态保育区点位的 3 个指标均处于 I~III 类水质水平且变化趋势平缓,鱼塘和荷花塘随时间变化幅度大且数据高于其余点位 3~6 倍。可能原因为湖泊、外河、内河和生态保育区水体区域大,水体交换频繁,有研究表明,水的补给可以通过稀释湖泊的营养盐浓度和增加 DO 含量达到净化水质的效果<sup>[41]</sup>。

TN 和 TP 变化范围分别为 0.67~3.79 mg/L(附图 II i) 和 0~0.51 mg/L(附图 II j),均值分别为 1.66 和 0.15 mg/L; TN 浓度整体处于 I~IV 类水质标准范围,TP 浓度整体处于 I~III 类水质标准范围;值得一提的是,生态保育区 TN 和 TP 浓度相较于其他点位均较低。综上,荷花塘和鱼塘营养盐浓度较高,值得关注。

此外,由附表 I 的变异系数(%)数据可知,在监测期间,鱼塘点位 DO 和 TOC 的变异系数为最大,均在 5:30~12:30 变化幅度明显;荷花塘点位 TN 和 TP 的变异系数均为最大,附图 II (i 和 j) 显示荷花塘和鱼塘 TN 和 TP 数据离散程度较大。综上,荷花塘和鱼塘点位有多个指标变异系数较大,主要原因为 5:30~12:30 时段内,饲主会向鱼塘多次投放饲料且随日出温度逐渐升高生物活性增强,所以 TOC、TN 和 TP 浓度变化与内源代谢和外源输入的营养盐有关;荷花塘水量较少且生物数量多,外界环境变化会对生物活性产生显著影响,进而使水质指标变化幅度较大。

## 2.2 水质污染评价

2.2.1 水质指数法 图 3 所示为丰枯水期大莲湖湿地的 WQI 水质指数法计算结果,整体而言,丰水期与枯水期的 WQI 水质指数呈相似的趋势,在丰水期只有 B3(湖心)水质为良好(WQI 值 78.64),D2(稻田)、E1(鱼塘)、E2(鱼塘)和 F1(荷花塘)水质较差,WQI 为 38.52~49.43,其余采样点水质均处于中等水平,WQI 为 52.84~66.82;在枯水期 B3 和 C1(生态保育区)采样点水质为良好,WQI 均为 85,其余采样点 WQI 为 52.16~60.68,属于中等水质水平。

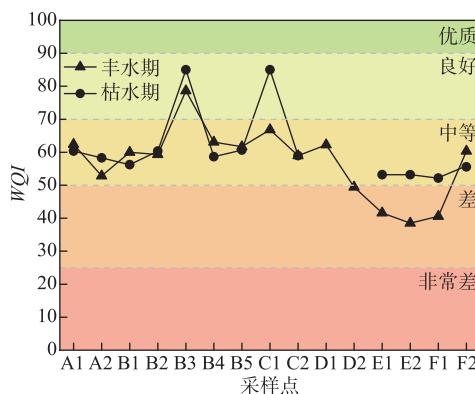


图 3 丰、枯水期大莲湖湿地的 WQI 水质指数(由于枯水期稻田休耕未采到水样,故缺少 D1 及 D2 的数据)

Fig.3 WQI characteristics in Lake Dalian wetland during wet season and dry season  
(The lack of data at D1 and D2 was because of the fallow of the paddy field during the dry season)

此外,为进一步了解影响 WQI 得分大小的水质参数,对大莲湖湿地水体各类指标与 WQI 的 Spearman 相关性分析,结果表明(图 4),在丰水期,影响 WQI 的主要参数为 DO、pH、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TSS 和 TP,与 DO (0.43)、pH(0.40) 呈正相关,与 TN(-0.71)、 $\text{NH}_3\text{-N}$ (-0.68)、TSS (-0.56) 和 TP (-0.43) 呈负相关。在枯水

期,影响 WQI 的主要参数为 Eh、 $\text{NO}_3^-$ -N、DO 和 pH,相关系数分别为 0.64、0.51、0.45 和 0.37,均与 WQI 呈正相关。丰水期一天内温差变化明显,使  $\text{O}_2$  进出水体更为便利,DO 浓度的高低关系着水质优劣,同时丰水期动植物生命活动增强,生物排泄物及代谢物等会影响水体营养盐和 TSS 浓度,枯水期水量较少,污染物得不到及时的稀释,导致水质变差影响 WQI 得分。

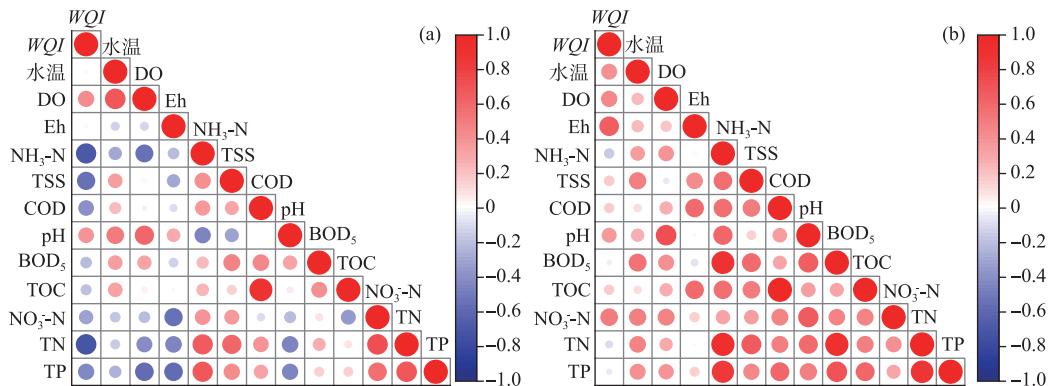


图 4 丰(a)、枯(b)水期大莲湖湿地水体各类指标与 WQI 的 Spearman 相关性分析

Fig.4 Spearman correlation analysis between various water indicators and WQI in Lake Dalian wetland during wet season (a) and dry season (b)

2.2.2 水体富营养化评价综合指数法 附表Ⅱ为丰枯水期大莲湖湿地各采样点的水体富营养化评价结果,在丰水期,B1 点位水质最优,EI 值为 38.12,处于“中营养”等级上限,B1 作为大莲湖的入湖口,连接了外河北横港,水体稀释作用明显,故富营养化评价等级较好;E1 和 F1 属于“重富营养”等级,EI 值分别为 61.85 和 65.20,E2 点位已接近“富营养”等级上限。其余点位 EI 值范围在 40.67~54.56 之间。在枯水期,全部采样点水质评价等级均为“富营养”,其中 C1 点位水质最优,EI 值为 39.46,接近“富营养”等级下限,E1 和 E2 点位 EI 值分别为 53.41 和 56.66,接近“富营养”等级上限,其余点位 EI 值范围在 44.39~49.78 之间,处于“富营养”等级的中间水平。水体富营养化的发生,主要是由于水体中氮磷营养盐含量较高,不论在丰水期还是枯水期,E1 和 E2 点位的鱼塘水质均较差。主要原因因为鱼塘养殖密度大,鱼类的排泄物及每天喂养的大量饲料产生的氮磷营养盐不能及时被消耗从而在水体中积累,导致水体富营养化风险升高。

### 2.3 营养盐同源性解析

图 5 为丰、枯水期大莲湖湿地水质指标主成分分析结果,表明本次主成分分析共得到特征值大于 1 的 4 个主成分在丰水期,4 个主成分的累计贡献率到达 84.706%,PCA1 的方差百分比为 38.309%,其荷载较高的水质指标为 TN (0.940)、TP (0.884)、 $\text{NO}_3^-$ -N (0.804) 和 NH<sub>3</sub>-N (0.797),其中 TN 与 TP、 $\text{NO}_3^-$ -N 与 NH<sub>3</sub>-N 以及 TP 与  $\text{NO}_3^-$ -N 呈极显著相关( $P<0.01$ )。PCA2 的方差百分比为 28.132%,其荷载较高的水质指标为 COD<sub>cr</sub> (0.919)、TOC (0.893)、BOD<sub>s</sub> (0.759) 和 TSS (0.744),其中 COD<sub>cr</sub> 与 TOC 和 BOD<sub>s</sub> 呈显著相关( $P<0.01$ )。前两个主成分解释了超过 66.442% 的水质总方差。在枯水期,四个主成分的累计贡献率到达 80.050%,PCA1 的方差百分比为 34.524%,荷载较高的水质指标为 TN (0.957)、NH<sub>3</sub>-N (0.928)、TP (0.894)、TSS (0.757) 和 WT (0.195),其中 TN 与 NH<sub>3</sub>-N 和 TP,以及 NH<sub>3</sub>-N 与 TP 呈显著相关( $P<0.01$ )。PCA2 的方差百分比为 18.002%,其荷载较高的水质指标为 BOD<sub>s</sub> (0.943) 和 TOC (0.536)。前两个主成分解释了超过 52.527% 的水质总方差。

综上所述,在丰水期与枯水期 PCA1 以营养盐为主,PCA2 以有机质为主,且相关性分析表明 NH<sub>3</sub>-N、 $\text{NO}_3^-$ -N、TN 和 TP 可能存在相似来源,TOC、COD<sub>cr</sub> 和 BOD<sub>s</sub> 可能存在相似来源。外源污染是营养盐的主要来源,包括稻田和养殖塘废水排放、鱼塘饲料和茭白田肥料的施用、青西郊野公园大量游客产生的污染,此外由上文数据分析可知,上游淀山湖来水营养盐浓度较高且与大莲湖营养盐浓度变化趋势相似,因此大莲湖营养盐来源也可能与上游淀山湖来水有关;内源污染是有机质的主要来源,包括动植物死亡后尸体腐烂积

累、水体沉积物本底有机质。

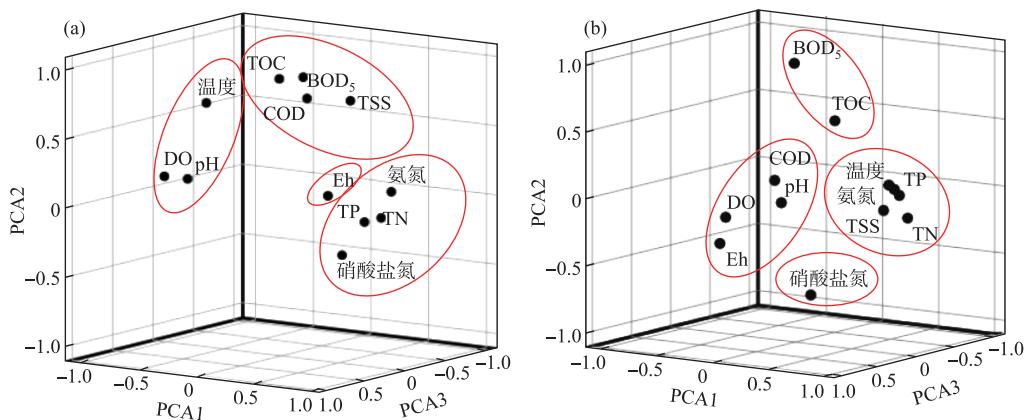


图 5 丰(a)、枯(b)水期大莲湖湿地水质指标主成分分析结果

Fig.5 Principal component analysis of water quality index in Lake Dalian wetland during wet season and (a) dry season (b)

### 3 结论

1) 大连湖湿地在 2008 年至今不断进行生态修复工作,整体水质质量较生态修复之前有所好转,但营养盐含量依旧处于较高水平。2016—2020 年淀山湖与大连湖湿地 TN、TP 浓度具有相似的变化趋势,推断上游淀山湖来水可能是造成大连湖营养盐增高的原因之一。

2) 季节性研究发现,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 枯水期浓度高于丰水期 1~3 倍,可能由于枯水期水量较少,水体流速缓慢水温低,不利于污染物稀释扩散,同时植物对营养物吸收能力较弱所致。TP 浓度在丰水期明显高于枯水期,且丰水期整体超过 V 类水质标准,可能由于丰水期充沛的雨水携带溶磷通过地表径流进入水体;24 h 昼夜监测结果发现,大部分水质指标表现出明显的昼夜变化,营养盐来源复杂导致相关指标随时间变化无明显规律。

3) 以区域性来看,大连湖湿地水网交错密布,养殖业、种植业、农家乐及旅游业成为当地特色,稻田和养殖塘的废水排放、鱼塘饲料和茭白田肥料的施用、游客及当地居民生活污水的排放是主要的外源污染,动植物死亡后尸体的腐烂积累以及水体沉积物本底有机质的释放是主要的内源污染。

4) 对于目前大连湖湿地存在的问题应因地制宜,对于不同土地利用类型的水体采取相应的污染控制措施。控制鱼塘混合饲料施用量,充分利用现有的水质净化设备进行鱼塘尾水处理,农业和生活废水有组织排放,合理限制游客量,减少对当地自然风貌的人为扰动,在鱼塘、荷花塘等湿地定期进行清淤工作。长远来看,可以加强湿地保护宣传力度,提高公众保护意识;加强完善湿地保护的体制机制建设,明确管理机构职责;努力发挥科技对湿地保护的支撑作用,加强基础应用研究,建立湿地生态数据库,为湿地保护提供科学依据。

### 4 附录

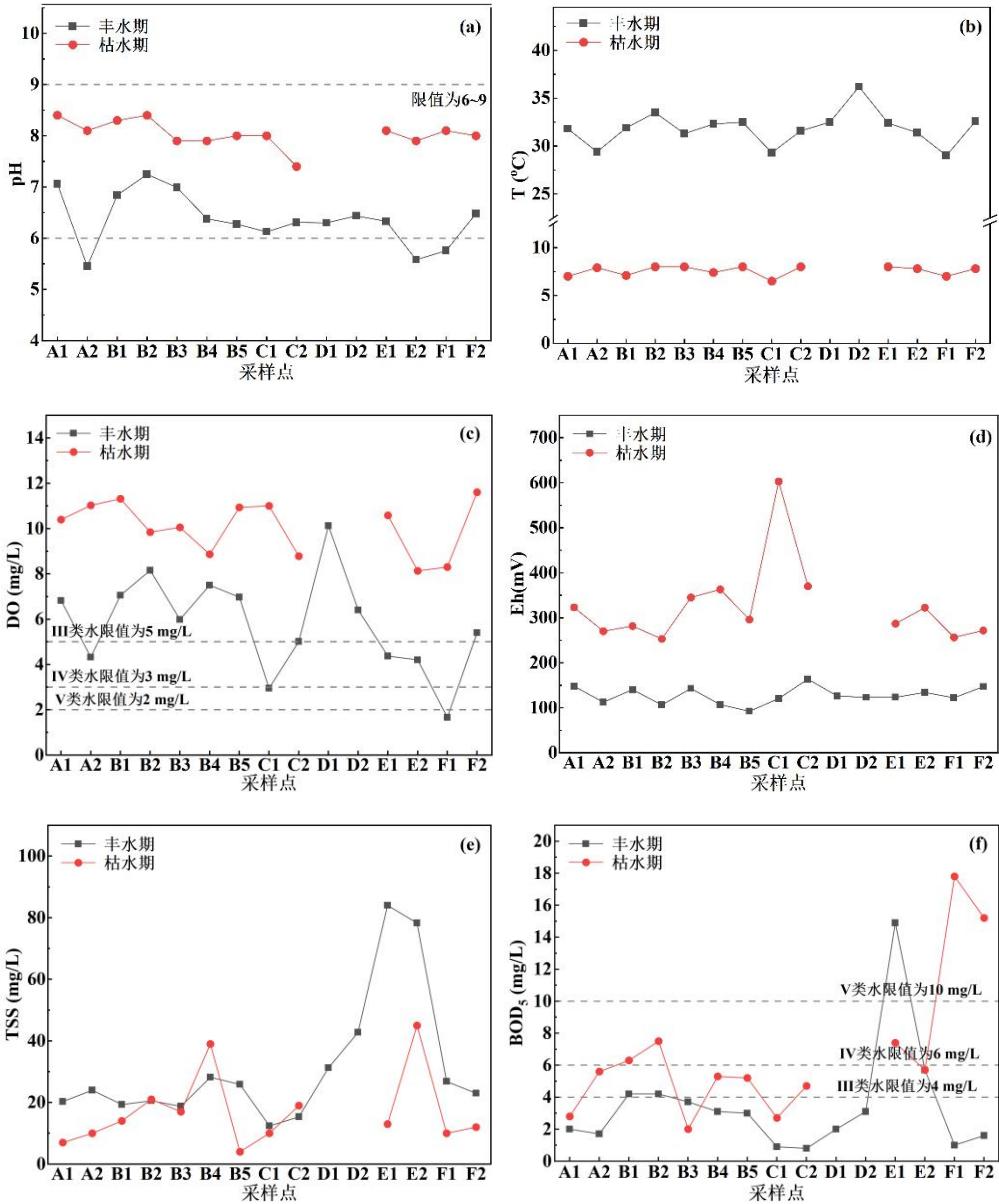
附图 I、II 和附表 I、II 见电子版(DOI: 10.18307/2023.0310)。

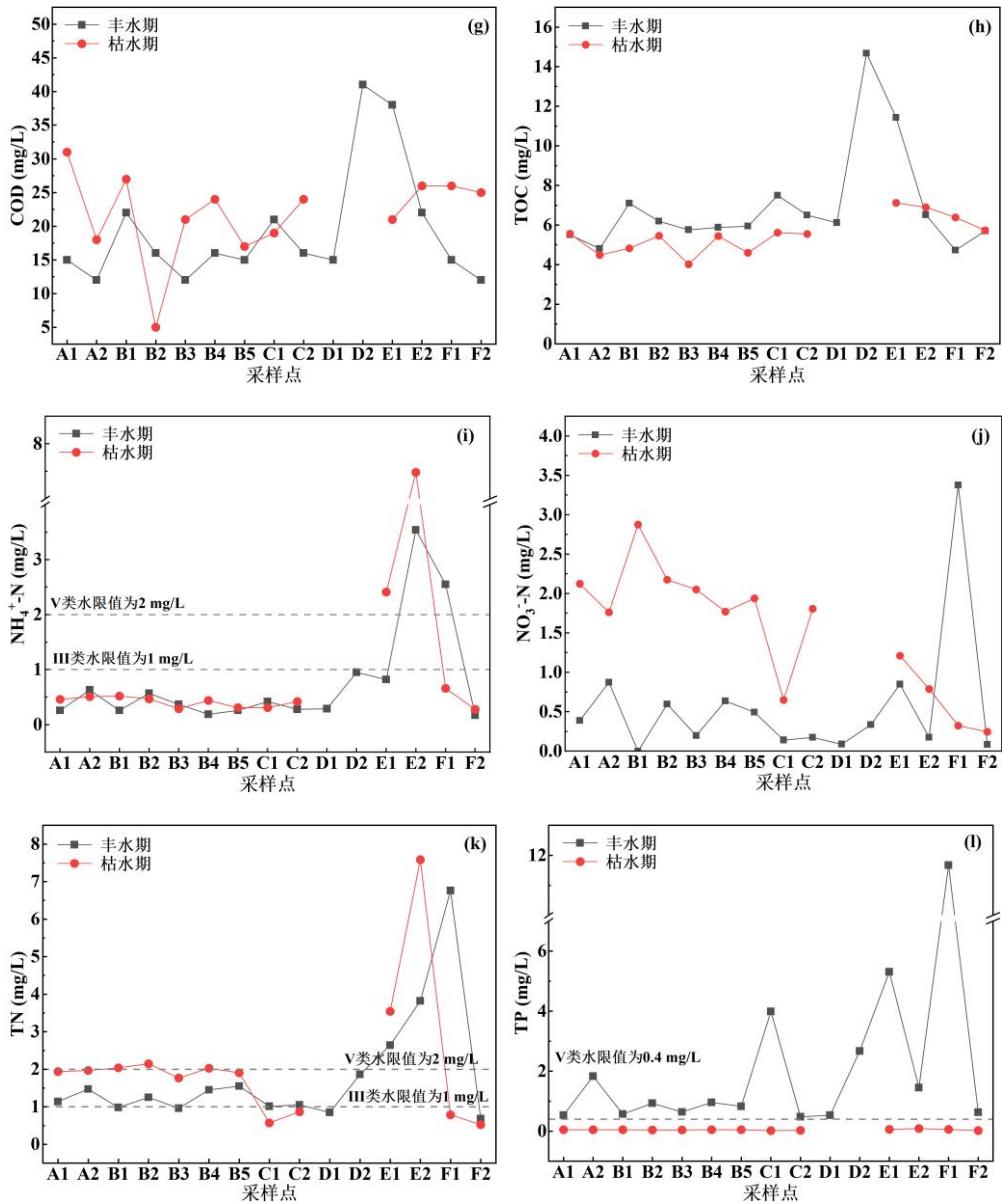
### 5 参考文献

- [1] 谭娟,王敏,王卿等.青西郊野公园建设过程中大连湖浮游植物年际变化及与环境因子的关系.环境污染与防治,2020,42(7):901-906,911.
- [2] 李志青,胡时霖,刘瀚斌.长三角生态绿色一体化发展示范区绿色发展现状评估.科技导报,2021,39(24):30-35.
- [3] 查阳,王迪芳,曹承进等.太浦河金泽水源地大连湖示范区水系水环境状况调查研究.华东师范大学学报(自然科学版),2021,

- (4): 64-71.
- [4] Liu XG, Wu ZF, Xu H et al. Assessment of pollution status of Lake Dalian water sources in Shanghai, China and its pollution biological characteristics. *Environmental Earth Sciences*, 2014, **71**(10): 4543-4552. DOI: 10.1007/s12665-013-2846-5.
  - [5] 沈根祥,王振旗,钱晓雍等.上海大莲湖区域农业面源污染特征研究.上海农业学报,2010, **26**(1): 55-59.
  - [6] 王振旗,沈根祥,钱晓雍等.农业面源污染对上海淀山湖流域水环境的季节性影响.安徽农业科学,2010, **38**(35): 20227-20229.
  - [7] 佚名.青西郊野公园.上海城市规划,2013, (5): 131-132.
  - [8] Nong XZ, Shao DG, Zhong H et al. Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. *Water Research*, 2020, **178**: 115781. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115781.
  - [9] Şener S, Şener E, Davraz A. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Science of the Total Environment*, 2017, **584-585**: 131-144. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.102.
  - [10] Zhao MM, Wang SM, Chen YP et al. Pollution status of the Yellow River tributaries in middle and lower reaches. *Science of the Total Environment*, 2020, **722**: 137861. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137861.
  - [11] Kannel PR, Lee S, Lee YS et al. Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environ Monit Assess*, 2007, **132**(1-3): 93-110. DOI: 10.1007/s10661-006-9505-1.
  - [12] Sánchez E, Colmenarejo MF, Vicente J et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 2007, **7**(2): 315-328. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.02.005.
  - [13] 金相灿.中国湖泊环境.北京:海洋出版社,1995.
  - [14] 王苏民,窦鸿身.中国湖泊志.北京:科学出版社,1998.
  - [15] Li ZY, Wang JY, Guo C. A universal index formula for eutrophic evaluation using a logarithmic power function. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, **30**(3): 664-672. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2010.03.025. [李祚泳,汪嘉杨,郭淳.富营养化评价的对数型幂函数普适指数公式.环境科学学报,2010, **30**(3): 664-672.]
  - [16] 殷高方,张玉钧,胡丽等.BP神经网络水华预测模型的敏感性分析.北京理工大学学报,2012, **32**(12): 1288-1293.
  - [17] Xie P, Li D, Chen GC et al. A lake eutrophication stochastic assessment method by using Bayesian formula and its verification. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, **14**(2): 224-228. DOI: 10.3969/j.issn.1004-8227.2005.02.019. [谢平,李德,陈广才等.基于贝叶斯公式的湖泊富营养化随机评价方法及其验证.长江流域资源与环境,2005, **14**(2): 224-228.]
  - [18] 纪晓亮,李鹏程,商栩等.城市湿地水质昼夜变化研究.环境保护科学,2013, **39**(5): 18-21, 50.
  - [19] 丁桑岚.环境评价概论.北京:化学工业出版社,2001.
  - [20] Li ZY, Wang JY, Zhao XL et al. A universal index formula for evaluating eutrophication level using a power function of weighted sums. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, (2): 392-400. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2008.02.010. [李祚泳,汪嘉杨,赵晓莉等.富营养化评价的幂函数加和型普适指数公式.环境科学学报,2008, (2): 392-400.]
  - [21] Zhu GW, Xu H, Zhu MY et al. Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years. *J Lake Sci*, 2019, **31**(6): 1510-1524. DOI: 10.18307/2019.0622. [朱广伟,许海,朱梦圆等.三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素.湖泊科学,2019, **31**(6): 1510-1524.]
  - [22] Ruan RL, Wang Y. Study on water environmental quality assessment and pollution control of Dianshan Lake. *J Lake Sci*, 1993, (2): 153-158. DOI: 10.18307/1993.0207. [阮仁良,王云.淀山湖水环境质量评价及污染防治研究.湖泊科学,1993, (2): 153-158.]
  - [23] 杨漪帆,朱永青,林卫青.淀山湖蓝藻水华及其控制因子的模型研究.环境污染与防治,2009, **31**(6): 58-63, 88.
  - [24] Li HX, Tian H, Liang GK. Analysis of eutrophication and measures for ecological restoration in Dianshan Lake. *Water Resources Protection*, 2012, **28**(3): 83-87. DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2012.03.018. [李宏祥,田华,梁国康.淀山湖富营养化现状及生态修复措施分析.水资源保护,2012, **28**(3): 83-87.]
  - [25] Chen XH, Li XP, Wang FF et al. Research on the difference in eutrophication state and indicator threshold value determination among lakes in the Southern Jiangsu Province, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(2): 390-399. DOI: 10.5846/stxb201211281695. [陈小华,李小平,王菲菲等.苏南地区湖泊群的富营养化状态比较及指标阈值判定分析.生态学报,2014, **34**(2): 390-399.]
  - [26] 康丽娟.淀山湖富营养化进程及水生态效应研究.环境科学与管理,2020, **45**(6): 171-174.
  - [27] 张玉平,张丹,孙振中.上海市淀山湖水域春夏季水质特征及环境容量分析.水资源与水工程学报,2017, **28**(6): 90-96.
  - [28] 朱浩,刘兴国,吴宗凡等.上海市大莲湖生态修复区富营养化评价及氮磷平衡研究.水土保持通报,2013, **33**(6): 157-160.
  - [29] 朱浩,刘兴国,陈晓龙等.大莲湖湿地修复区浮游植物群落结构与水质环境因子分析.江苏农业科学,2020, **48**(11): 270-274.
  - [30] Osibajo O, Daso AP, Gbadebo AM. The impact of industries on surface water quality of River Ona and River Alaro in Oluoyole Industrial Estate, Ibadan, Nigeria. *African Journal of Biotechnology*, 2011, (2): 696-702. DOI: 10.1186/1471-2180-11-20.
  - [31] Avvannavar SM, Shrihari S. Evaluation of water quality index for drinking purposes for river Netravathi, Mangalore, South India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, **143**(1-3): 279-290. DOI: 10.1007/s10661-007-9977-7.
  - [32] Amneera WA, Wahidatul A, Yusof SM et al. Water quality index of Perlis River, Malaysia. *International Journal of Civil and Environmental Engineering*, 2013, **13**(2): 1-6.

- [33] Soulsby C, Langan SJ, Neal C. Environmental change, land use and water quality in Scotland: current issues and future prospects. *Science of the Total Environment*, 2001, **265**(1): 387-394. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00678-1.
- [34] Cao FF, Li X, Wang D et al. Effects of land use structure on water quality in Xin'anjiang River. *Environmental Science*, 2013, **34**(7): 2582-2587. DOI: 10.13227/j.hjkx.2013.07.009. [曹芳芳, 李雪, 王东等. 新安江流域土地利用结构对水质的影响. 环境科学, 2013, 34(7): 2582-2587.]
- [35] Barakat A, Baghdadi ME, Rais J et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, 2016, **4**(4): 284-292.
- [36] Liu S, Kong FX, Cai YF et al. Nitrogen stable isotope study on nitrate nitrogen pollution of four inflowing rivers of Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2012, **24**(6): 952-956. DOI: 10.18307/2012.0619. [刘姝, 孔繁翔, 蔡元峰等. 巢湖四条入湖河流硝态氮污染来源的氮稳定同位素解析. 湖泊科学, 2012, 24(6): 952-956.]
- [37] Gao Y, Zhu B, Yu G et al. Coupled effects of biogeochemical and hydrological processes on C, N, and P export during extreme rainfall events in a purple soil watershed in southwestern China. *Journal of Hydrology*, 2014, **511**: 692-702. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.02.005.
- [38] Guo YY, Li SY, Liu R et al. Relationship between landscape pattern and water quality of the multi-scale effects in the Yellow River Basin. *J Lake Sci*, 2021, **33**(3): 737-748. DOI: 10.18307/2021.0310. [郭羽羽, 李思悦, 刘睿等. 黄河流域多时空尺度土地利用与水质的关系. 湖泊科学, 2021, 33(3): 737-748.]
- [39] Wright JC, Horrall RM. Heat budget studies on the Madison River, Yellowstone National Park. *Limnology and Oceanography*, 1967, **12**(4): 578-583. DOI: 10.4319/lo.1967.12.4.0578.
- [40] Nimick DA, Gammons CH, Parker SR. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: a review. *Chemical Geology*, 2011, **283**(1): 3-17. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2010.08.017.
- [41] Zhang F, Wang WW, Xin HY et al. Changes of rivers and lakes water quality in Lake Ebinur Basin, Xinjiang (2005–2020). *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 478-495. DOI: 10.18307/2022.0210. [张飞, 王维维, 辛红云等. 新疆艾比湖流域河湖水质变化(2005—2020年). 湖泊科学, 2022, 34(2): 478-495.]





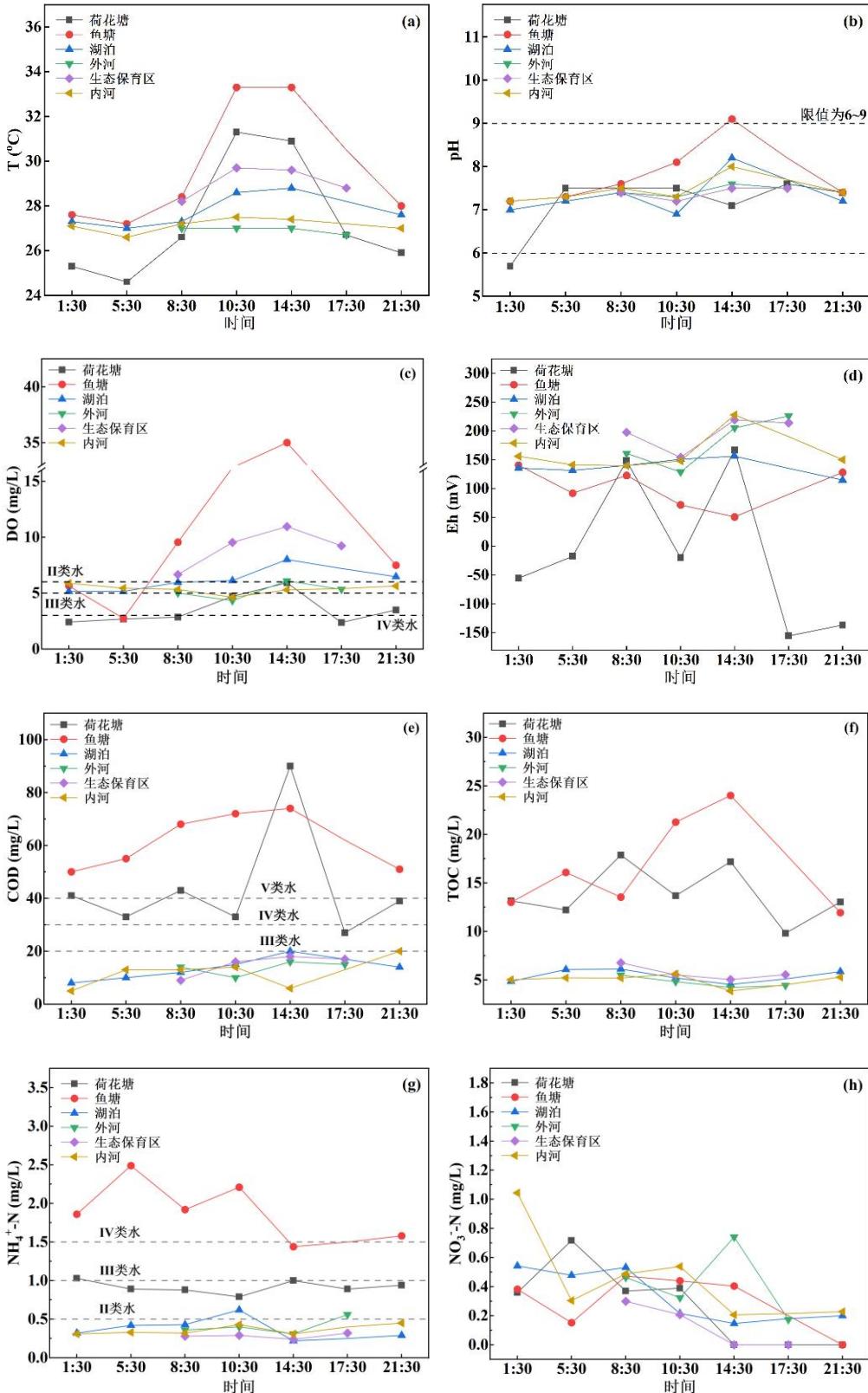
附图 I 丰枯水期大莲湖湿地各采样点的水质变化特征

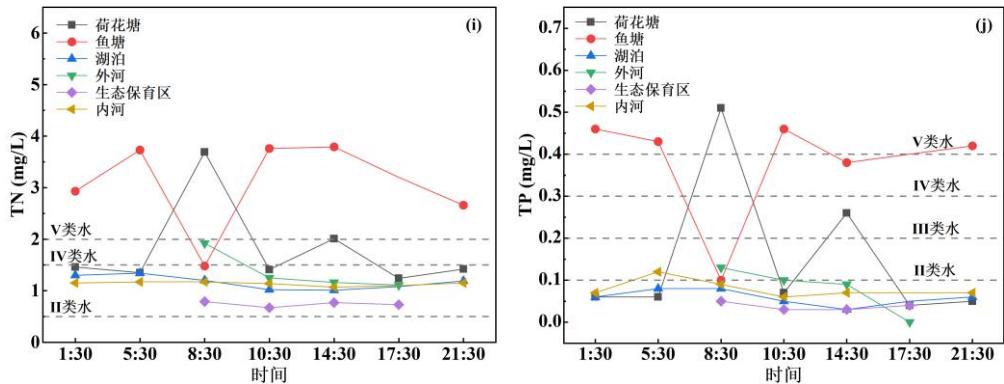
(由于枯水期稻田休耕未采到水样, D1 和 D2 缺少数据)

(a) pH; (b) T; (c) DO; (d) Eh; (e) TSS; (f) BOD<sub>5</sub>; (g) COD<sub>Cr</sub>; (h) TOC; (i) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N; (j) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N; (k) TN; (l) TP

Attached Fig. I Water characteristics in Lake Dalian wetland during wet season and dry season

(The lack of data at D1 and D2 was because of the fallow of the paddy field during the dry season)





附图 II 大连湖湿地不同土地利用类型水质昼夜变化(缺少数据的点位未采到水样)

(a) T; (b) pH; (c) DO; (d) Eh; (e) COD<sub>Cr</sub>; (f) TOC; (g) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N; (h) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N; (i) TN; (j) TP.

Attached Fig.II Diurnal variation of water characteristics in Lake Dalian wetland at different land use area

(The lack of data at some points was because of the lack of water samples)

附表 I 大连湖湿地不同土地利用类型水质指标 24 h 平均值

Attached Tab.I 24 h mean value of various water indices in Lake Dalian wetland at different land use

指标	土地利用类型										
	湖泊		外河		内河		荷花塘		鱼塘		生态保育区
	平均值	变异系数(%)	平均值								
T (°C)	27.77	2.47	26.93	0.48	27.13	1.08	27.33	9.07	29.63	8.84	29.08
pH	7.32	5.82	7.45	1.50	7.45	3.53	7.19	8.69	7.78	8.44	7.40
DO (mg/L)	6.14	15.68	5.19	12.28	5.37	7.17	3.49	35.72	11.39	84.12	9.09
Eh (mV)	138.10	9.73	180.18	21.00	160.38	19.11	-10.16	1152.03	100.93	31.91	196.10
COD <sub>Cr</sub> (mg/L)	12.83	25.61	13.75	16.56	11.83	42.93	43.71	44.77	61.67	16.13	15.00
TOC (mg/L)	5.44	11.31	4.74	10.28	5.03	11.11	13.85	18.80	16.64	27.00	5.72
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	0.38	33.50	0.41	22.98	0.36	16.31	0.92	8.15	1.92	18.55	0.28
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	0.35	47.47	0.43	49.24	0.47	61.08	0.26	96.74	0.31	55.89	0.13
TN (mg/L)	1.18	10.69	1.36	24.06	1.14	2.97	1.80	44.83	3.06	27.18	0.74
TP (mg/L)	0.06	28.87	0.08	60.60	0.08	25.00	0.15	108.79	0.38	33.58	0.04

附表 II 丰枯水期大莲湖湿地水体富营养化评价结果

Attached Tab.II Evaluation results of water eutrophication in Lake Dalian wetland during wet season and dry

season

采样点	丰水期		采样点	枯水期	
	EI	等级		EI	等级
A1	44.36	富营养	A1	45.31	富营养
A2	49.63	富营养	A2	47.29	富营养
B1	38.12	中营养	B1	48.90	富营养
B2	48.03	富营养	B2	49.78	富营养
B3	45.01	富营养	B3	42.23	富营养
B4	45.86	富营养	B4	48.09	富营养
B5	46.28	富营养	B5	46.18	富营养
C1	48.87	富营养	C1	39.46	富营养
C2	43.11	富营养	C2	45.87	富营养
D1	40.72	富营养	D1	- <sup>a</sup>	-
D2	54.56	富营养	D2	-	-
E1	61.85	重富营养	E1	53.41	富营养
E2	60.30	富营养	E2	56.66	富营养
F1	65.20	重富营养	F1	49.59	富营养
F2	40.67	富营养	F2	44.39	富营养

<sup>a</sup>: 由于枯水期稻田休耕未采到水样, D1 和 D2 缺少数据。